

Basisgegevens RIV(M) Rapport

Kenmerken: **725201008**

Afdeling:

Jaar: **1991**

PIVOT: **020 035**

Omvang: **34**

Appendix:

Titel:

**Afleiding van C;waarden voor
bodemecosystemen op basis van
aquatisch ecotoxicologische gegevens**

Auteurs:

Denneman Gestel

RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEUHYGIENE
BILTHOVEN

Rapportnr. 725201008

Afleiding van C-waarden voor bodem-
ecosystemen op basis van aquatisch
ecotoxicologische gegevens.

C.A.J. Denneman* en C.A.M. van Gestel
september 1991

* Werkzaam bij het Directoraat-Generaal Milieubeheer,
Directie Drinkwater, Water, Bodem.

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Directoraat-
Generaal Milieubeheer, Directie Drinkwater, Water, Bodem, Hoofdafdeling
Bodem in het kader van projectnr. 725201.

VERZENDLIJST

1 t/m	5	Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Drinkwater, Water, Bodem
	6	Directeur-Generaal Volksgezondheid
	7	Directeur-Generaal Milieubeheer
	8	Plv. Directeur-Generaal Milieubeheer
9 t/m	160	Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Drinkwater, Water, Bodem; t.a.v. Dr. J.M. Roels
	161	Ir. J.G. Robberse (DGM/DWB)
	162	Dr. C.J. van Leeuwen (DGM/SR)
	163	Ir. P.T.J. van der Zandt (DGM/SR)
	164	Dr. J.H.M. de Bruijn (DGM/SR)
	165	Prof.Dr. N.M. van Straalen (VU/Amsterdam)
	166	Prof.Dr. W.C. Turkenburg (RUU)
	167	Depôt van Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie
	168	Directie van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene
	169	Dr. H.A.M. de Kruijf
	170	Dr. W. Slooff
	171	Dr. P. van Beelen
	172	Dr.Ir. J.G.M. Notenboom
	173	Dr.Ir. D. van de Meent
	174	Ir. C.J. Roghair
	175	Drs. J.H. Canton
	176	Drs. T. Vermeire
	177	Ir. J.B.H.J. Linders
	178	Drs. A.G.A.C. Knaap
	179	Ir. R. van den Berg
	180	Drs. A.J. Schouten
	181	Hoofd Bureau Voorlichting en Public Relations
	182	Bureau Projecten- en Rapportenregistratie
183 t/m	184	Bibliotheek RIVM
	185	Depôt ECO/LWD
	186	Depôt ECO
187 t/m	188	Auteurs
189 t/m	225	Bureau Rapportenbeheer

VOORWOORD

Door het Directoraat-Generaal Milieubeheer is aan het RIVM opdracht gegeven de technisch-wetenschappelijke onderbouwing van onderdelen van deel II (het technisch-inhoudelijk deel) van de Leidraad Bodemsanering te verzorgen. De resultaten daarvan worden gebruikt bij de periodieke herziening van de Leidraad. In de opdracht neemt het criterium 'ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu' een centrale plaats in. Aan dit criterium wordt inhoud gegeven door onderbouwing van de reeds bestaande getalsmatige invulling van de C-waarden uit de toetsingstabel in de huidige leidraad. Op grond van deze C-(toetsings)waarden kan (in het nader onderzoek) worden nagegaan of in een geval van bodemverontreiniging sprake is van een dergelijk 'ernstig gevaar' en of uitvoering van een sanering(sonderzoek) noodzakelijk is. De opdracht aan het RIVM omvat een drietal deelaspecten, nl. risico's voor de volksgezondheid respectievelijk het milieu als gevolg van blootstelling aan bodemverontreiniging en nadere beschouwingen met betrekking tot deze blootstelling ten aanzien van het aspect verspreiding via lucht en grondwater.

In rapport 725201001 (Denneman en Van Gestel, 1990), dat het aspect 'ernstig gevaar voor het milieu' als thema heeft, is nader ingegaan op de invulling van dit thema en worden voorstellen gedaan voor C-(toetsings)waarden op grond van de ecotoxicologische risico's van stoffen voor bodem-ecosystemen. Op dit rapport is door diverse instanties en personen gereageerd. Een belangrijk punt van commentaar betrof de behoefte aan een vergelijking van de voornamelijk op bodemorganismen gebaseerde voorstellen met aquatische toxiciteitsgegevens. Besloten is hieraan binnen enkele randvoorwaarden invulling te geven. De resultaten van deze vergelijking worden in dit rapport beschreven.

INHOUDSOPGAVE

	blz.
Verzendlijst	ii
Voorwoord	iii
Inhoudsopgave	iv
Summary	v
Samenvatting	1
1. Inleiding	2
2. Werkwijze	4
3. Resultaten omrekening van aquatische toxiciteitsgegevens	6
3.1. Aquatische toxiciteitsgegevens uit 'Streven naar waarden'	6
3.2. Gebruik van QSAR's en aquatische toxiciteitsgegevens	10
3.3. Aquatische toxiciteitsgegevens verzameld ten behoeve van de 3e Nota Waterhuishouding	14
3.4. Vergelijking voor ftalaten en DDT	17
3.5. Belang van en knelpunten bij de omrekeningen	19
4. Conclusies en discussie	21
5. Literatuur	28

SUMMARY

In RIVM-reportnr. 725201001, Denneman and Van Gestel (1990) proposed an adjustment of the present C-values for soil sanitation, using soil ecotoxicological data. Considering the fact that C-values will also be used to evaluate pollution of submerge soils, it was asked to additionally derive C-values on the basis of aquatic ecotoxicological data applying the equilibrium partitioning concept.

Using aquatic ecotoxicological data and QSAR's predicting the toxicity of chemical substances for aquatic organisms, in this report C-values for water were calculated. These values were converted to C-values for soil by applying partition coefficients. The values obtained in this way were compared to the values derived on the basis of soil ecotoxicological data.

This comparison led to the following proposal for changes or additions to the values proposed by Denneman and Van Gestel (1990):

- PAK (total): 40 mg/kg (not changed, but funded better);
- aliphatic hydrocarbons (total): 60 mg/kg;
- chlorophenols (total): 10 mg/kg (pentaCF remains 5 mg/kg);
- chlorobenzenes (total): 30 mg/kg;
- chloroanilines (total): 10 mg/kg;
- atrazin: 6 mg/kg;
- azinphos-methyl: 0.05 mg/kg.
- organo-phosphates (non-chlorinated, total): 2 mg/kg;
- DDT: 4 mg/kg; also for DDD en DDE;
- phthalates (total): 60 mg/kg.

SAMENVATTING

Door Denneman en Van Gestel (1990) zijn in RIVM-rapportnr. 725201001 voorstellen gedaan voor aanpassing van de huidige C-waarden op basis van bodemecotoxicologische gegevens. Naar aanleiding hiervan werd, mede gelet op het feit dat deze C-waarden ook voor de waterbodem worden gebruikt, van diverse zijden gevraagd tevens C-waarden af te leiden op basis van aquatische toxiciteitsgegevens onder toepassing van het evenwichtspartitie-concept.

In dit rapport worden voor een aantal groepen van stoffen, op basis van aquatische toxiciteitsgegevens en QSAR's die de toxiciteit van stoffen voor waterorganismen voorspellen, C-waarden voor water afgeleid. Deze worden vervolgens omgezet in waarden voor de bodem door gebruik te maken van partitiecöëfficiënten. De op deze wijze afgeleide waarden worden vergeleken met de eerder op basis van bodemecotoxicologische gegevens afgeleide waarden.

Deze vergelijking leidt tot de volgende veranderingen en/of aanvullingen ten aanzien van de door Denneman en Van Gestel (1990) voorgestelde waarden:

- PAK (totaal): 40 mg/kg (niet gewijzigd, wel beter onderbouwd);
- alifatische koolwaterstoffen (totaal): 60 mg/kg;
- chloorfenolen (totaal): 10 mg/kg (pentaCF blijft 5 mg/kg);
- chloorbenzenen (totaal): 30 mg/kg;
- chlooranilinen (totaal): 10 mg/kg;
- atrazin: 6 mg/kg;
- azinfos-methyl: 0.05 mg/kg.
- organosfosfaten (niet-gechloreerd, totaal): 2 mg/kg;
- DDT: 4 mg/kg; idem voor DDD en DDE;
- ftalaten (totaal): 60 mg/kg.

1. INLEIDING

Door Denneman en Van Gestel (1990) zijn voorstellen gedaan voor ecotoxicologische C-waarden (in dit rapport verder aangeduid als 'voorgestelde waarden'). Deze waarden zijn in eerste instantie vrijwel uitsluitend gebaseerd op gegevens van terrestrische ofwel landbodemorganismen. Voor waterbodemorganismen zijn zeer weinig gegevens beschikbaar. Uit deze schaarse gegevens blijkt dat waterbodemorganismen een vergelijkbare of lagere gevoeligheid voor toxische stoffen bezitten dan landbodemorganismen (TCB, 1989). Derhalve mag worden aangenomen dat de voorgestelde C-waarden ook voor waterbodemorganismen niet tot overschrijding van het gekozen criterium (overschrijding van de NOEC bij maximaal 50% van de soorten in een ecosysteem, aangeduid als de HC50) zullen leiden. Hoewel deze aanname als reëel beschouwd wordt, kleven er enkele onzekerheden aan. Er is getracht door het gebruik van aquatische toxiciteitsgegevens deze te verkleinen.

Bij de vergelijking waren enkele randvoorwaarden van kracht. De belangrijkste hiervan zijn dat er in principe uitgegaan wordt van reeds geselecteerde gegevens, dat er vergelijking en geen vermenging van gegevens plaatsvindt en dat er in principe een 'worst case' aanpak gehanteerd wordt. Dit laatste betekent dat de laagste waarde het zwaarst moet wegen, waarbij overigens wel rekening gehouden wordt met de betrouwbaarheid van de gebruikte informatie.

Het doel van de vergelijking van voorgestelde waarden met naar bodemgehalten omgerekende aquatische gegevens is tweeledig:

Ten eerste worden gegevens voor waterorganismen gebruikt om de onderbouwing van de voorgestelde waarden te verbeteren. Een bredere onderbouwing is nuttig, omdat veel van de voorgestelde waarden op weinig terrestrische gegevens gebaseerd zijn. Vergelijking van de (weinig) beschikbare toxiciteitsgegevens voor waterbodemorganismen met omgerekende gegevens voor waterorganismen duidt erop dat de gevoeligheid van beide groepen vergelijkbaar is. Dit hangt waarschijnlijk samen met het feit dat de wijze van blootstelling voor waterbodemorganismen grotendeels via in het sediment aanwezig water plaatsvindt en derhalve redelijk vergelijkbaar is met de manier waarop waterorganismen blootgesteld zijn. Van dit gegeven wordt gebruik gemaakt in de evenwichtspartitiemethode, die in de Verenigde Staten

wordt toegepast voor de afleiding van kwaliteitscriteria voor waterbodems (Shea, 1988; Giesy & Hoke, 1990).

Ten tweede kunnen ook waterorganismen effecten van bodemverontreiniging ondervinden. Door transport vanuit een ernstig verontreinigde waterbodem kan ook het bovenstaand water (ernstig) verontreinigd raken. Er wordt aangenomen dat er van een ernstig gevaar voor waterorganismen gesproken moet worden indien minder dan 50% van de soorten volledig beschermd is.

Een vergelijking van de voorgestelde C-waarden met gegevens voor waterorganismen lijkt om de genoemde redenen nuttig te zijn. Er zijn echter ook belangrijke knelpunten. Zo geldt dat de betrouwbaarheid van de evenwichtspartitie-coëfficiënten, die gebruikt worden bij de omrekening van water naar bodemconcentraties voor sommige stoffen laag is (Van de Meent et al., 1990). De evenwichtspartitiemethode veronderstelt dat toxische effecten voornamelijk veroorzaakt worden door blootstelling aan (porie-)water (Shea, 1988; Giesy & Hoke, 1990). Voor stoffen met een hoge log Kow (>5) kan opname via het voedsel een belangrijke rol spelen (Landrum & Robbins, 1990). Dit knelpunt betekent dat per stof beoordeeld moet worden in hoeverre de vergelijking tot aanpassing van de voorgestelde waarden moet leiden.

Tevens is bekend dat partitie-coëfficiënten sterk afhankelijk zijn van de samenstelling van de organische stof van de bodem (Van der Meijden & Driessen, 1986). De variatie in deze samenstelling kan er toe leiden dat voor dezelfde stof de partitie-coëfficiënten een factor 10 of meer verschillen.

De partitie-coëfficiënten kunnen ook van andere bodemfactoren (bijvoorbeeld pH) afhankelijk zijn. Hiermee wordt (evenals overigens bij de omrekening naar een standaardbodem) geen rekening gehouden.

2. WERKWIJZE

Er zijn de laatste jaren voor meerdere doeleinden literatuurgegevens verzameld betreffende de aquatische toxiciteit van stoffen. Een drietal belangrijke verzamelingen wordt hier gebruikt. Er heeft geen grootschalig apart literatuuronderzoek plaatsgevonden, omdat wordt aangenomen dat dit weinig nieuwe gegevens op zal leveren. Bovendien zou een apart onderzoek ook veel tijd kosten en derhalve tot problemen met de tijdsplanning voor de herziening van de toetsingswaardetabel leiden.

Het drietal bronnen, waaraan gegevens ontleend zijn, betreft:

- het rapport 'Streven naar waarden' (Van de Meent et al., 1990);
- literatuurstudie BKH ten behoeve van 'Kansen voor waterorganismen' (BKH, 1988);
- een bepaling van risiconiveaus met behulp van QSAR's voor stoffen met een specifieke werking (Van Leeuwen et al., 1990).

Omdat voor enkele stoffen (ftalaten en DDT/DDE) in de drie bronnen geen of onvoldoende informatie aanwezig bleek, terwijl de behoefte aan vergelijking van de voorgestelde waarden met aquatische gegevens wel groot was, zijn hiervoor wel enkele extra gegevens verzameld.

In hoofdstuk 3 worden per bron de resultaten van de omrekening gegeven. In hoofdstuk 4 worden conclusies met betrekking tot eventuele aanpassing van de voorgestelde waarden per stof of groep van stoffen getrokken. Het verzamelen van gegevens in het kader van 'Streven naar waarden' is van recentere datum dan de studie ten behoeve van 'Kansen voor waterorganismen'. In 'Kansen voor waterorganismen' is bovendien uitgegaan van een beperkt pakket aan soorten, nl. vis, Daphnia, alg en mollusc, terwijl de voor 'Streven naar waarden' verzamelde gegevens niet gelimiteerd zijn tot een vooraf vastgesteld pakket soorten. Daarom worden de gegevens uit 'Streven naar waarden' zwaarder meegewogen.

De werkwijze kent een aantal stappen:

- per stof wordt een HC50 voor waterorganismen berekend. Voor de berekeningswijze wordt verwezen naar Denneman & Van Gestel (1990). Stoffen waarvoor geen partitie-coëfficiënt beschikbaar is, worden niet meegenomen;

- deze HC50 wordt met behulp van de evenwichtspartitiemethode omgerekend naar een HC50 voor bodem. De omrekening van gegevens uit een bepaalde bron gebeurt indien mogelijk met behulp van uit dezelfde bron afkomstige omrekeningsfactoren;
- de omgerekende HC50 wordt vergeleken met de voorgestelde C-(toetsings)waarde (beide waarden zijn eerst gecorrigeerd voor een standaardbodem met 10% organisch stof en 25% lutum);
- indien een omgerekende HC50-waarde duidelijk verschilt van de voorgestelde C-(toetsings)waarde, wordt gezien of de voorgestelde waarde aangepast moet worden. Eventuele aanpassingen zijn afhankelijk van de betrouwbaarheid van zowel beide afzonderlijke waarden als van de partitie-coëfficiënt.

3. RESULTATEN OMREKENING VAN AQUATISCHE TOXICITEITSGEGEVENS

3.1. Aquatiscche toxiciteitsgegevens uit 'Streven naar waarden'

Het rapport 'Streven naar waarden' (Van de Meent et al., 1990) is geschreven ten behoeve van het MILBOWA-project (Milieukwaliteitsdoelstellingen BODEM en WATER). In 'Streven naar waarden' is een groot aantal aquatische toxiciteitsgegevens gebruikt om Maximaal Toelaatbare Risiconiveaus (MTR's) te bepalen. Op basis van deze gegevens worden hieronder HC50-waarden voor water bepaald, die met behulp van evenwichtspartitie-coëfficiënten omgerekend kunnen worden naar HC50-waarden voor bodem. Er is gebruik gemaakt van de partitie-coëfficiënten en van de gegevens uit de bijlagen A en B van 'Streven naar waarden'. In bijlage A van 'Streven naar waarden' is per verwante groep organismen slechts de laagste NOEC gegeven. Deze worden gebruikt om HC50-waarden voor water te berekenen. Dit is afwijkend van de voor landbodemorganismen gevolgde aanpak, waarin van het gemiddelde is uitgegaan aangezien het gekozen criterium het gemiddelde betreft. De resultaten kunnen hierdoor relatief lage waarden opleveren. De resultaten zijn weergegeven in tabel 1. Voor de stoffen uit bijlage B van 'Streven naar waarden' (in tabel 1 vanaf azinfos-methyl) is wel van een gemiddelde uitgegaan.

Opmerkingen:

- voor Zn, Ni, Hg en Pb is de verhouding tussen de HC50 op basis van de laagste NOEC's per groep en de HC50 op basis van gemiddelde NOEC's resp. 7.8, 2.9, 2.7 en 3.1.
- de partitie-coëfficiënten zijn gebaseerd op een bodem met 5% organische koolstof; de verhouding organische koolstof : organische stof is 1:1.7 (Van der Meijden & Driessen, 1986). Om bodemgehalten voor een standaardbodem met 10% organische stof te berekenen, zijn de partitie-coëfficiënten uit 'Streven naar waarden' met 1.176 ($10/(5 \times 1.7)$) vermenigvuldigd.
- de partitie-coëfficiënten voor metalen zijn gebaseerd op experimentele bevindingen (d.w.z. ontleend aan waarden voor zwevend slib in nederlandse oppervlaktewateren) en gelden in principe slechts voor de omstandigheden waaronder zij zijn bepaald. Voor de algemene toepassing waarvan hier sprake is, zijn zij onbetrouwbaar. De hiermee berekende getallen bezitten derhalve voornamelijk een indicatieve waarde;

- de partitie-coëfficiënten voor chloorfenolen zijn pH-afhankelijk; de gebruikte coëfficiënten zijn gebaseerd op een pH van 6. Gebruik bij andere pH's is minder betrouwbaar.

Tabel 1. HC50-waarden voor water, partitie-coëfficiënten, HC50-waarden voor bodem omgerekend uit aquatische gegevens en HC50-waarden op basis van bodemgegevens.

stof	HC50 water ($\mu\text{g}/\text{l}$)	partitie- coëfficiënt ($1/\text{kg}$)	HC50bodem uit HC50water (mg/kg)	HC50bodem (mg/kg)
Cd	14.4	99960	1439	12
Zn	34.8	88200	3069	720
Ni	82.5	6233	514	210
Pb	73.5	505680	37167	290
Hg	0.86	129360	111	10
Cr	67.6	223440	15105	230
Cu	10.7	41160	440	190
As	283.5	7644	2167	40
Atrazin	18.4	8.1	0.15	90
Lindaan	54.8	294	16.1	1.3*
PCP	163	103	16.9	5
Azinfos-methyl	0.43	101	0.043	4*
Diazinon	10.6	94	1.0	4*
Dieldrin	6.3	44100	278	1.3*
Malathion	28	470	13.2	4*
Parathion-ethyl	2.74	1035	2.8	4*

* gegeven is een waarde voor een individuele stof uit de groep bestrijdingsmiddelen waartoe de betreffende stof behoort.

In 'Streven naar waarden' zijn voor chloorfenolen en PAK's de laagste NOEC's (soms L(E)C50) gegeven. Hieruit wordt een HC50 voor water berekend onder de volgende aannamen:

- de verhouding tussen een L(E)C50 en een NOEC is 10:1 (omdat in 'Streven naar waarden' geen onderscheid gemaakt wordt tussen LC50- en EC50-waarden en de gegevens zodanig gepresenteerd zijn, dat een dergelijk onderscheid achteraf niet meer mogelijk is, wordt hier voor beide dezelfde verhouding gebruikt);
- de verhouding laagste NOEC en de gemiddelde NOEC is 1:3; voor stoffen waarvoor meerdere waarden beschikbaar zijn wordt de laagste met 3 vermenigvuldigd, voor stoffen waarvoor slechts één waarde beschikbaar is, wordt deze correctie niet toegepast.

Deze extra aannamen hebben tot gevolg dat aan de omgerekende waarden meer een indicatieve dan een absolute betekenis toegekend moet worden. In tabel 2 zijn voor chloorfenolen en enkele PAK's de HC50-waarden voor water, de partitie-coëfficiënten en de omgerekende HC50-waarden voor bodem weergegeven.

Uit tabel 1 blijkt dat de omgerekende waarden voor metalen duidelijk hoger uitvallen dan de voorgestelde waarden. Gezien het uitgangspunt dat de laagste waarde het zwaarst moet wegen en omdat de omrekening voor metalen voornamelijk een indicatieve betekenis heeft, vindt geen aanpassing van de voorgestelde waarden plaats. Het geconstateerde verschil kan wel gevolgen hebben voor de urgentiebepaling bij ernstig verontreinigde bodems. Hierop wordt in de discussie teruggekomen.

In tabel 1 zijn voor hooggechloreerde bestrijdingsmiddelen en voor organofosfaten de voorgestelde waarden voor een individuele stof uit de betreffende groepen opgenomen. Reden hiervoor is dat de per afzonderlijke stof bepaalde waarden door een gebrek aan gegevens vaak zeer onbetrouwbaar zijn. De resultaten van de vergelijking lopen voor bestrijdingsmiddelen enigzins uiteen. Voor dieldrin en lindaan is de omgerekende waarde hoger dan de voorgestelde waarde. De log Kow van dieldrin is duidelijk hoger dan 5. Dit betekent dat opname via het voedsel een belangrijke rol kan spelen en dat bioaccumulatie kan optreden. Omdat hiermee geen rekening wordt gehouden, kan onderschatting van de risico's plaatsvinden.

Voor lindaan geldt dit probleem niet. Omdat het wel voor veel andere hooggechloreerde bestrijdingsmiddelen geldt, is er geen reden de voorgestelde waarde te verhogen.

Tabel 2. HC50-waarden voor water, partitie-coëfficiënten, HC50-waarden voor bodem omgerekend uit aquatische gegevens en HC50-waarden op basis van bodemecotoxicologische gegevens.

stof	HC50 water (µg/l)	partitie- coëfficiënt (l/kg)	HC50bodem uit HC50water (mg/kg)	HC50bodem (mg/kg)
mono-CF	1500	10.6	15.9	35*
di-CF	870	25.9	22.5	40*
tri-CF	96	47	4.5	15*
tetra-CF	42	101	4.2	65*
naftaleen	120	152	18.2	40 [#]
fenantreen	90	2694	242	40 [#]
fluoranteen	50	3701	185	40 [#]
benz(a)anthraceen	3	11705	35	40 [#]
chryseen	1	11705	12	40 [#]

* gegeven is een waarde voor een individuele stof uit de groep waartoe de betreffende stof behoort.

de waarde voor PAK's geldt voor het totaal van de 10 PAK's uit de Leidraad Bodembescherming.

De omgerekende waarden voor de niet-gechloreerde organofosfaten zijn grotendeels lager, soms veel (azinfos-methyl), soms niet zo veel (diazinon, malathion, parathion-ethyl). Bijstelling omlaag ligt derhalve voor de hand. Hierop wordt bij de conclusies terug gekomen.

De omgerekende waarde voor atrazin is duidelijk lager. Omdat de voorgestelde waarde slechts op niet-target soorten is gebaseerd, onderschat deze waarschijnlijk de toxiciteit. Verlaging hiervan is daarom nodig.

De omgerekende waarden liggen voor chloorfenolen lager dan de voorgestelde waarden met uitzondering van de waarde voor pentachloorfenol (PCP), die wat hoger is. Deze vergelijking kan moeilijk los gezien worden van vergelijkingen voor chloorbenzenen en chlooranilinen die in de volgende paragrafen aan bod komen. Op deze vergelijkingen wordt later teruggekomen.

Het geometrisch gemiddelde van de afzonderlijke omgerekende HC50-waarden voor de bodem voor PAK's in tabel 2 is 51 mg/kg. Deze waarde verschilt weinig van de voorgestelde waarde van 40 mg/kg en geeft geen aanleiding tot aanpassing hiervan. De variatie tussen de waarden voor de afzonderlijke PAK's is weliswaar aanzienlijk, maar deze is waarschijnlijk het gevolg van gebrek aan gegevens per individuele stof en geeft geen betrouwbare weerspiegeling van werkelijk bestaande toxiciteitsverschillen. In tabel 7 van 'Streven naar waarden' zijn ook QSAR's gebruikt om indicatieve MTR's voor 10 PAK's voor water te bepalen. Op basis van de hierbij afgeleide NOEC's voor watervlooiën en vissen kunnen voor de 10 PAK's ook indicatieve HC50-waarden voor de bodem berekend worden. Deze waarden voor individuele PAK's blijken minder dan een factor 3 uiteen te lopen. Dit relatief geringe verschil ondersteunt het voorstel geen verschillende C-(toetsings)waarden voor de afzonderlijke PAK's vast te leggen.

3.2. Gebruik van QSAR's en aquatische toxiciteitsgegevens

In het kader van het VROM-project 'QSAR voor aquatische ecosystemen' (Verhaar et al., 1990) is een literatuuroverzicht samengesteld van toxiciteitsgegevens voor verbindingen die een specifieke anesthetische werking hebben. Effectconcentraties van dergelijke verbindingen correleren goed met hun octanol-water verdelingscoëfficiënt ($\log K_{ow}$). Dit maakt het mogelijk gebruik te maken van QSAR's bij het bepalen van risiconiveaus (Verhaar et al., 1990, Van Leeuwen et al., 1991).

Er zijn QSAR's voor 19 soorten gebruikt. Elke QSAR is gebaseerd op gegevens voor minimaal 5 stoffen. In principe wordt gewerkt met NOEC-waarden. Indien andere toxiciteitsparameters beschikbaar zijn, worden deze met behulp van een op acuut-chronische ratio's gebaseerde extrapolatiefactor naar NOEC-niveau omgerekend. Voor bepaling van het gekozen risiconiveau voor een stof wordt de K_{ow} van de stof in elk van de 19 QSAR's ingevuld. Dit levert 19 NOEC-waarden op grond waarvan met behulp van de gemodificeerde methode van Van Straalen en Denneman (1989) een HC5 bepaald wordt. Voordeel van een dergelijke aanpak is dat ook voor stoffen waarvoor weinig gegevens beschikbaar zijn, met een redelijke betrouwbaarheid risiconiveaus afgeleid kunnen worden.

Tabel 3. HC50 (NOECgem) voor water op basis van QSAR's en daaruit afgeleide waarden voor bodem en vergelijking met voorgestelde waarden op basis van bodemecotoxicologische gegevens (HC50bodem).

stof	HC50water (mg/l)	HC50bodem uit HC50water (mg/kg)	HC50bodem (mg/kg)
benzeen	26.5	148	25
toluëen	9.7	215	150
di-chloorbenzeen	4.2	440	50*
tri-chloorbenzeen	1.5	704	30*
tetra-chloorbenzeen	0.61	936	10*
penta-chloorbenzeen	0.23	1253	50
hexa-chloorbenzeen	0.10	1933	500
naftaleen	5.0	359	30
dichloormethaan	166	106	30*
trichloormethaan	60	202	30*
tetrachloormethaan	15	365	30*
di-chloorethaan	75	152	30*
tri-chloorethaan	25.6	249	30*
1,1,2,2-tetrachloorethaan	39	345	30*
pentachloorethaan	4.4	676	30*
hexachloorethaan	1.9	944	30*
trichlooretheen	30	284	30*
tetrachlooretheen	5.4	488	30*
dichloorpropaan	56.6	204	30*
1,2,3-trichloorpropaan	73.9	266	30*
1-chloorbutaan	14.3	225	30*
t-1,2-dichloorcyclohexaan	7.3	398	30*

* de waarde voor deze stof geldt voor elke individuele verbinding uit de betreffende groep en is bepaald door het geometrisch gemiddelde van de HC50-waarden van de afzonderlijke vertegenwoordigers uit de groep, waarvoor een dergelijke waarde bepaald kon worden, te berekenen.

Op grond van dezelfde gegevens en volgens dezelfde aanpak kunnen ook HC50-waarden berekend worden. Dit betekent wel dat de aannames die voor het gebruik van QSAR's bij de bepaling van HC5-waarden gelden ook als geldig voor de bepaling van HC50 waarden beschouwd worden.

In tabel 3 staan de resultaten vermeld. De hierin opgenomen HC50-waarden voor water zijn berekend door Verhaar. Deze HC50-waarden zijn omgerekend naar een HC50 (standaard)bodem met behulp van de formule $C_{\text{sediment}} = C_{\text{water}} \times 0.031 \times K_{ow}$ (Van Leeuwen et al., 1991). Vervolgens is C_{sediment} omgerekend tot C_{bodem} . C_{sediment} is gedefinieerd voor een organisch koolstofgehalte van 5%, hetgeen overeen komt met een organische stofgehalte van 8.4%. Voor de standaardbodem geldt een organische stofgehalte van 10%. C_{bodem} wordt derhalve berekend door C_{sediment} 1.176 te vermenigvuldigen). Beide stappen in één formule uitgedrukt geeft:

$$C_{\text{bodem}} = C_{\text{water}} \times K_{ow} \times 0.036.$$

De voorgestelde waarde voor gechloroerde alifatische koolwaterstoffen (30 mg/kg) is voor elke stof gelijk gesteld. Indien op basis van de QSAR-waarden ook één waarde wordt bepaald, bedraagt deze: 298 mg/kg.

De gevolgde benadering is gebaseerd op het feit dat de toxiciteit van stoffen met een specifieke, anesthetische werking in het algemeen goed correleerd met de log K_{ow} van de betreffende stoffen. De nauwkeurigheid van deze correlatie wordt in tabel 4 voor enkele stoffen nagegaan. In deze tabel is op drie manieren een HC50 berekend:

- (a) op basis van de afzonderlijke toxiciteitsgegevens per stof (zoals deze in Verhaar et al. (1990) zijn opgenomen);
- (b) op basis van de QSAR's voor de organismen waarbij de stof getest is;
- (c) op basis van de QSAR's voor de 19 organismen (de procedure die ook bij tabel 3 is gevolgd).

Uit tabel 4 blijkt dat de op diverse manieren bepaalde HC50-waarden voor de meeste stoffen minder dan een factor twee uiteenlopen. Wel geldt dat de volgens (a) bepaalde waarden lager uitvallen dan de volgens (c) bepaalde waarden. Een verklaring hiervoor zou kunnen zijn dat de bij (a) gebruikte gegevens bepaald zijn aan vrij gevoelige soorten. Analyse van de gebruikte gegevens zelf laat zien dat deze verklaring inderdaad voor toluen, tri-

chloorbenzeen, trichloormethaan en in iets mindere mate voor dichloorbenzeen op kan gaan. Enige ondersteuning hiervoor komt daarnaast uit het feit dat de volgens (b) bepaalde waarden minder van (a) afwijken dan de volgens (c) bepaalde waarden.

Tabel 4. HC50-waarden omgerekend uit aquatische toxiciteitsgegevens per stof op drie manieren bepaald (zie tekst).

stof	HC50 (a)	HC50 (b)	HC50 (c)
benzeen	119	99	148
tolueen	198	102	215
dichloorbenzeen	347*	366*	440*
trichloorbenzeen	146*	292*	704*
trichloormethaan	107	188	202
trichlooretheen	102	183	284

* deze waarde is gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de afzonderlijke waarden voor resp. di- en trichloorbenzenen.

Hiermee is echter de algemene trend, dat (a) de laagste waarden oplevert, niet geheel verklaard. Immers dan zouden verschillen tussen (a) en (b), zoals voor trichloormethaan en trichlooretheen en in omgekeerde richting voor tolueen aanwezig zijn, niet voorkomen. Het lijkt redelijk deze verschillen als een indicatie voor de nauwkeurigheid van de correlatie (tussen toxiciteit en log Kow voor stoffen met een specifieke, anesthetische werking) te beschouwen. Het feit dat de verschillen minder dan een factor twee uiteenlopen duidt erop, dat ook voor de correlatie een dergelijke geringe onnauwkeurigheid geldt.

De belangrijkste conclusie is dat de berekende waarden in alle gevallen duidelijker hoger liggen dan de voorgestelde, op bodemecotoxicologische gegevens gebaseerde, waarden. Dit is opvallend aangezien de vergelijking op grond van gegevens van 'Streven naar waarden' of van de Derde Nota Waterhuishouding voor stoffen het beeld oplevert dat HC50-waarden op basis

van omgerekende aquatische toxiciteitsgegevens ongeveer in dezelfde orde van grootte liggen als waarden berekend op basis van terrestrische gegevens (met uitzondering van metalen).

Een mogelijke verklaring lijkt gezocht te moeten worden in verschillen in invoergegevens en onzekerheden in het werken met partitie-coëfficiënten. Hieraan is in de inleiding reeds aandacht geschonken en wordt in 3.5 nog terug gekomen.

3.3. Aquatische toxiciteitsgegevens verzameld ten behoeve van de Derde Nota Waterhuishouding

In het kader van de Derde Nota Waterhuishouding zijn door BKH aquatische toxiciteitsgegevens voor vier groepen organismen verzameld (BKH, 1988). Hieruit zijn gegevens geselecteerd die voor dit rapport bruikbaar zijn. Op basis van deze gegevens is een HC50 voor waterorganismen berekend. Deze is vervolgens omgerekend naar een HC50 (standaard)bodem. De hierbij gebruikte wijze van omrekening is in 3.2 beschreven.

Bij de bepaling van de HC50-water is zoveel mogelijk van NOEC's uitgegaan. Indien dit niet mogelijk bleek, zijn EC50 en LC50-waarden gebruikt. In overeenstemming met de door Denneman & Van Gestel (1990) gevolgde werkwijze is aangenomen dat de verhouding EC50/NOEC 5 en de verhouding LC50/NOEC 10 bedraagt. Omdat voor de meeste stoffen het aantal gegevens beperkt is, is de betrouwbaarheid van de HC50 voor aquatische organismen tamelijk laag. In tabel 5 zijn de omgerekende en de bodemwaarden vermeld. De partitie-coëfficiënten voor PAK's zijn overgenomen uit Van de Meent et al. (1990). De overige zijn berekend op basis van log Kow-waarden uit de BKH-inventarisatie (BKH, 1988).

Bij de volledigheid en betrouwbaarheid van de in tabel 5 gegeven omgerekende waarden dienen twee opmerkingen gemaakt te worden. Ten eerste was de inventarisatie slechts gericht op gegevens voor maximaal vier groepen organismen (vis, Daphnia, alg, mollusc), waarbij het bovendien voor de meeste stoffen niet mogelijk bleek voor alle vier groepen waarden te verzamelen. Ten tweede zijn er vraagtekens te plaatsen bij de betrouwbaarheid van de gebruikte partitie-coëfficiënten. Zo zijn bijvoorbeeld DDD, DDE en DDT uit tabel 5 weggelaten omdat de verschillen tussen de hiervoor gegeven partitie-coëfficiënten (resp. 55757, 571 en 56) onverklaarbaar groot waren.

Tabel 5. HC50-waarden voor water, partitie-coëfficiënten (overeenkomend met $0.031 \times Kow \times 1.176$), HC50-waarden voor bodem omgerekend uit de waarden voor water en HC50-waarden op basis van bodemecotoxicologische gegevens.

stof	HC50 water (mg/l)	partitie- coëfficiënt (l/kg)	HC50bodem uit HC50water (mg/kg)	HC50bodem (mg/kg)
benzo(a)antraceen	0.002	9953	19.9	
benzo(a)pyreen	0.001	25000	25	
fluoranteen	8.8	3147	27693	
naftaleen	0.52	129	67	
PAK(ind)			32.2*	40*
1,1-diCl-ethaan	20.2	2.23	45.0	
1,2-diCl-ethaan	68	1.1	74.1	
1,1,1-triCl-ethaan	7.7	0.61	4.7	
1,1,2,2-tetraCl-ethaan	1.7	16.5	28.1	
gechloreerde alifatische koolwaterstoffen	11.6 [#]		25.8 [#]	30 [#]
2-Cl-aniline	2	2.8	5.6	
3-Cl-aniline	1	2.7	2.7	
4-Cl-aniline	1.52	2.4	3.6	
monochlooraniline	1.45 [#]		3.8 [#]	35 [#]

* de waarden voor PAK's gelden voor het totaal van de 10 PAK's uit de Leidraad Bodembescherming. De HC50bodem omgerekend uit de HC50water is niet gebaseerd op fluoranteen. De waarde wordt als een uitschieter beschouwd.

[#] de waarden gelden voor een individuele stof uit de betreffende groep en zijn gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de afzonderlijke waarden.

Tabel 5. (vervolg)

stof	HC50 water (mg/l)	partitie- coëfficiënt (l/kg)	HC50bodem uit HC50water (mg/kg)	HC50bodem (mg/kg)
2,4-diCA	1.17	7.2	8.4	
2,5-diCA	0.19	20.2	3.8	
2,6-diCA	0.19	4.0	0.76	
3,4-diCA	0.53	9.5	5.0	
dichlooraniline	0.39 [#]		3.3 [#]	15 [#]
2-Cl-fenol	1	5.1	5.1	
3-Cl-fenol	1	11.4	11.4	
monochloorfenol	1 [#]		7.6 [#]	35 [#]
2,4-diCl-fenol	0.41	43.3	17.6	40 [#]
2,4,5-triCl-fenol	0.78	36	28.1	15 [#]
pentachloorfenol	0.09	75.2	6.9	5 [#]
endrin	0.00023	1307	0.3	
dieldrin	0.00051	925	0.47	
α -HCH	0.09	227	20.4	
β -HCH	0.09	217	19.5	
γ -HCH(lindaan)	0.031	279	8.6	
heptachloor	0.003	904	2.7	
chloordaan	0.0027	4133	11.2	
hooggechloreerde bestrijdingsmiddelen			3.8 [#]	1.3 [#]

[#] de waarden gelden voor een individuele stof uit de betreffende groep en zijn gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van de afzonderlijke waarden.

De omgerekende waarden voor PAK's (met uitzondering van fluoranteen) en gechloreerde alifatische koolwaterstoffen blijken goed overeen te komen met de voorgestelde waarden. Voor chloorfenolen en chlooranilines vallen de omgerekende waarden lager uit, terwijl voor de hooggechloreerde bestrijdingsmiddelen het gemiddelde iets hoger uitvalt. Een aantal verbindingen uit deze laatste groep heeft een hoge log Kow. Voor deze groep geldt zoals reeds in 3.1 is gesteld, dat de betrouwbaarheid van de omrekening van water naar bodem gering is en dat de toxiciteit waarschijnlijk onderschat wordt. De reden is dat voor deze stoffen blootstelling via het voedsel een belangrijke rol speelt (Landrum & Robbins, 1990). Hiermee is geen rekening gehouden. De consequenties van bovenstaande vergelijkingen komen in hoofdstuk 4 ter sprake.

3.4. Vergelijking voor ftalaten en DDT

Voor ftalaten en DDT (DDE) bleek het op basis van de drie gebruikte bronnen van aquatische toxiciteitsgegevens niet mogelijk een vergelijking met de voorgestelde waarden te maken. Deze voorgestelde waarden zijn echter op weinig gegevens gebaseerd en bezitten derhalve een vrij geringe betrouwbaarheid. Gezien het belang dat aan deze stoffen in de Leidraad Bodembescherming wordt gehecht, is besloten apart van de drie bronnen aquatische gegevens mee te nemen waarmee de voorgestelde waarden vergeleken kunnen worden. Voor ftalaten zijn gegevens ontleend aan Apeldoorn et al. (1987), voor DDT (DDD) aan Verschuieren (1983). De gebruikte gegevens waren LC50's voor DDT (DDD) en LC50's en EC50's voor ftalaten.

Aangenomen is een verhouding van 10:1 voor zowel LC50:NOEC als EC50:NOEC. De reden om voor EC50's dezelfde verhouding te hanteren is enerzijds dat de gegevens uit (zeer) kortdurende experimenten afkomstig zijn en anderzijds dat een aantal resultaten was aangegeven als groter dan een bepaalde concentratie. In tabel 6 zijn de resultaten weergegeven.

Voor DDD waren geen bruikbare terrestrische gegevens beschikbaar en bestaat derhalve geen voorgestelde waarde. Het geometrisch gemiddelde van de op basis van aquatische toxiciteitsgegevens berekende HC50-waarden voor ftalaten is 70 mg/kg. Deze dient met de voorgestelde waarde vergeleken te worden.

Tabel 6. HC50-waarden voor water, partitie-coëfficiënten, HC50-waarden voor bodem omgerekend uit de waarden voor water en HC50-waarden op basis van bodemecotoxicologische gegevens.

stof	HC50 water (mg/l)	partitie- coëfficiënt (l/kg)	HC50bodem uit HC50water (mg/kg)	HC50bodem (mg/kg)
DDT	0.00026	44915	11.8	1.3
DDD	0.00041	30367	12.5	1.3*
dimethylftalaat	8.6	0.86	7.4	50*
diethylftalaat	4.0	5.0	20.2	50*
dibuthylftalaat	0.091	1788	163	50*
butylbenzylftalaat	0.073	108	7.9	50*
dihexylftalaat	0.030	12954	389	50*
di(2-ethylhexyl)ftalaat	0.019	5040	95.8	50*
diisooctylftalaat	0.033	2585	85.3	50*
diisononylftalaat	0.025	7628	191	50*
diisodecylftalaat	0.057	2357	134	50*
diundecylftalaat	0.032	2585	82.7	50*
ditridecylftalaat	0.020	6644	133	50*

* gegeven is de waarde voor een individuele verbinding van de groep waartoe de betreffende stof behoort.

Voor DDT zijn veel aquatische gegevens gebruikt (in totaal 54), maar ook voor de ftalaten waren meer aquatische dan terrestrische gegevens beschikbaar. Aangezien de omgerekende waarden verschillen van de voorgestelde waarden betekent dit dat bijstelling hiervan nodig is.

3.5. Belang van en knelpunten bij de omrekeningen

In de inleiding zijn twee redenen genoemd voor het maken van een vergelijking van aquatische toxiciteitsgegevens met de voornamelijk op bodemecotoxicologische gegevens gebaseerde voorgestelde waarden. Ook is gesteld dat er bij de omrekening enkele knelpunten bestaan. Bij het trekken van conclusies op basis van de hiervoor vermelde resultaten, moet men zich realiseren dat:

- voor sommige stoffen in de literatuur uiteenlopende log Kow-waarden voor dezelfde stof aangetroffen worden. Dit heeft weinig invloed op het algemene beeld dat uit de vergelijking met de voorgestelde waarden naar voren komt, aangezien dit beeld op een groot aantal stoffen gebaseerd is. Echter per stof bekeken zal een andere log Kow wel tot een duidelijk verschillende HC50 kunnen leiden. Hierdoor zal voor sommige stoffen de omgerekende waarde minder betrouwbaar zijn;
- over de berekening van een partitie-coëfficiënt eveneens geen eenduidigheid bestaat. Zo wordt in 'Streven naar waarden' een formule gebruikt, die leidt tot partitie-coëfficiënten die minimaal ruim 20% lager uitkomen dan bij gebruik van in andere bronnen genoemde formules (soms meer aangezien de partitie-coëfficiënt voor sommige stoffen pH-afhankelijk gesteld wordt).

De resultaten vertonen soms onverklaarbare verschillen tussen gegevens afkomstig uit de verschillende bronnen. Voor een deel vallen deze verschillen te verklaren door bovengenoemde overwegingen of door een verschil in aanpak (wel of geen gebruik van QSAR's). Hiermee kunnen echter niet alle verschillen verklaard worden. Dit leidt tot de conclusie dat de verschillen voor een groot deel zijn terug te voeren op een verschil in invoergegevens. Dit kan met een voorbeeld geïllustreerd worden. Op basis van gegevens uit een rapport van Hormann et al. (1989) waarin het literatuuronderzoek in het kader van de Derde Nota Waterhuishouding wordt geëvalueerd, kan een HC50 voor 1,4-dichloorbenzeen van 0.325 mg/l berekend worden. Omgerekend naar een bodem (organisch koolstofgehalte 5%) levert dit een HC50-bodem van 24.7 mg/kg op. Dit is veel lager dan de met behulp van QSAR's berekende waarde.

Het is dus kennelijk zo dat de resultaten van literatuurresearches verschillen en in sterke mate afhankelijk zijn van de instantie of persoon die deze uitvoert. Deze constatering kan de betrouwbaarheid van de resultaten

in deze notitie niet vergroten, maar betekent wel dat in de toekomst meer aandacht aan de literatuur-research geschonken dient te worden. Dit geldt zowel voor het opsporen van mogelijk relevante titels, het beoordelen van opgespoorde titels, als voor het lezen van verzamelde literatuur. Als begin hiertoe dienen tussen de diverse deskundigen op dit terrein ervaringen uitgewisseld te worden en enkele algemene standaardregels opgesteld te worden. Een aanzet hiertoe wordt thans op het RIVM gemaakt.

4. DISCUSSIE EN CONCLUSIES

Voor een aantal stoffen geeft vergelijking met aquatische toxiciteitsgegevens aanleiding tot het aanpassen van de voorgestelde waarden. Dit wordt hieronder per stof(groep) uitgewerkt. Hierbij wordt min of meer een worst case benadering gevolgd door de laagste waarde in principe het zwaarst te laten wegen. Er wordt echter ook rekening gehouden met de betrouwbaarheid van de waarde. Deze is afhankelijk van de hoeveelheid gebruikte gegevens, maar hangt ook af van de gebruikte partitie-coëfficiënten. Dit betekent dat per stof(groep) een afweging gemaakt wordt. Tegen een dergelijke werkwijze kan overeenkomstig de situatie bij het uitvoeren van een literatuurresearch ingebracht worden dat het resultaat deels afhankelijk is van de uitvoerder. Dit nadeel is echter minder groot dan de nadelen die kunnen optreden bij het hanteren van de laagste waarde zonder rekening te houden met aanwezige kennis over onzekerheid en onbetrouwbaarheid in de gebruikte gegevens en methoden.

Metalen

Voor de metalen zijn de op basis van bodemgegevens voorgestelde waarden duidelijk lager dan de op omgerekende aquatische toxiciteitsgegevens gebaseerde waarden. Dit verschil kan deels verklaard worden uit het feit dat de partitie-coëfficiënten van metalen op experimentele bevindingen gebaseerd zijn en in principe alleen gelden voor de omstandigheden waaronder zij zijn bepaald. Voor de algemene toepassing waarvan hier sprake is, bezitten zij voornamelijk een indicatieve waarde. Mede omdat de voorgestelde waarden in het algemeen op vrij veel gegevens gebaseerd zijn, is de conclusie derhalve dat er geen reden is voor aanpassing van de voorgestelde waarden.

Dit betekent niet dat de indicatie geen enkele consequentie heeft. Het grote verschil hangt waarschijnlijk ook samen met verschillen tussen beide milieus (bv. anaerobe omstandigheden in waterbodems, waardoor beschikbaarheid en toxiciteit van met name metalen laag is). Deze verschillen worden niet meegenomen in de voorgestelde waarden omdat dergelijke omstandigheden kunnen veranderen, bijvoorbeeld indien een waterbodem een landbodem wordt, maar hiermee dient wel rekening gehouden te worden bij het inschatten van actuele risico's.

PAK's

In 3.1 en 3.3 zijn HC50-waarden voor bodem op basis van aquatische toxiciteitsgegevens berekend. In beide gevallen geldt dat het geometrisch gemiddelde van de afzonderlijke waarden goed overeenkomt met de voorgestelde C- (toetsings)waarde voor PAK's. Bovendien ondersteunt de in 'Streven naar waarden' gevolgde indicatieve aanpak met behulp van QSAR's het voorstel geen onderscheid naar individuele PAK's te maken, aangezien hun toxiciteit weinig uiteen loopt. De betrouwbaarheid van de voorgestelde waarde is door de vergelijking toegenomen.

De conclusie is derhalve dat met de voorgestelde waarde het 'ernstig gevaarniveau' afdoende is vastgelegd.

Een uitzondering op het algemene beeld voor de PAK's vormt de omgerekende waarde voor fluoranteen uit 3.3, die extreem hoog is. Er zou overwogen kunnen worden voor fluoranteen een hogere waarde dan voor de overige PAK's voor te stellen. De omgerekende waarde voor fluoranteen uit 3.1 is echter veel lager dan de waarde uit 3.3. Daarom wordt aangenomen dat de waarde uit 3.3 door experimentele onjuistheden zo hoog is uitgevallen en wordt geen aparte waarde voor fluoranteen voorgesteld.

Gechloreerde alifatische koolwaterstoffen

In 3.2 en 3.3 zijn HC50-waarden voor bodem op basis van aquatische toxiciteitsgegevens berekend. De met behulp van QSAR's berekende waarden uit 3.2 komen duidelijk hoger uit dan de voorgestelde waarden. De waarden uit 3.3 zijn qua hoogte vergelijkbaar met de voorgestelde waarden. Bij de betrouwbaarheid van alle waarden zijn kanttekeningen te plaatsen. Het is (op dit moment) niet mogelijk de verschillen tussen de diverse waarden wetenschappelijk te verklaren. Derhalve wordt vanuit pragmatische overwegingen voorgesteld het geometrisch gemiddelde van alle drie de waarden te bepalen als basis voor een ecotoxicologische C-waarde voor een individuele alifatische koolwaterstof: 60 mg/kg.

Chloorfenolen, chloorbenzenen en chlooranilines

De met behulp van QSAR's (voor aquatische organismen) berekende HC50-waarden voor chloorbenzenen voor de bodem zijn duidelijk hoger dan de voorgestelde waarden. Dit lijkt erop te wijzen dat de voorgestelde waarden het ecotoxicologische risico van deze stoffen overschatten.

Opvallend is echter dat omgerekende HC50-waarden uit 3.1 en 3.3 voor andere gechlorideerde aromaten als chloorfenolen en chlooranilines in de meeste gevallen lager dan de voorgestelde waarden uitvallen. Met name voor chlooranilines zijn de verschillen vrij groot.

De betrouwbaarheid van de voorgestelde waarden voor chloorfenol-, chloorbenzeen- en chlooranilineverbindingen is zeer matig, aangezien voor deze verbindingen weinig toxiciteitsgegevens (hoofdzakelijk bepaald aan sla en enkele regenwormsoorten) beschikbaar zijn. Bovendien geldt dat de voor de diverse groepen van stoffen (bv. mono- en dichloorfenolen) geformuleerde waarden (indien ze gebaseerd zijn op gegevens uit dezelfde bron) weinig uiteen blijken te lopen. Dit laatste geldt zowel voor de voorgestelde als de op basis van aquatische toxiciteitsgegevens berekende waarden. Beide feiten leiden tot de conclusie dat verschillen in toxiciteit tussen dergelijke groepen op dit moment niet betrouwbaar vastgelegd kunnen worden. Een grotere betrouwbaarheid kan verkregen worden door gegevens voor individuele verbindingen of kleine groepen te combineren. Dit leidt tot voorgestelde waarden die gelden voor grotere stofgroepen. Een uitzondering qua betrouwbaarheid vormt het relatief veel onderzochte pentachloorfenol.

Bovenstaande leidt tot het volgende voorstel:

- voor alle chloorfenolen wordt één waarde vastgesteld. Hetzelfde geldt voor respectievelijk alle chloorbenzenen en alle chlooranilinen.
- aangezien de verschillen tussen de diverse verschillende chloorfenolen, chloorbenzenen en chlooranilines onderling (voor zover ze gebaseerd zijn op gegevens uit dezelfde bron) gering zijn, kunnen de vastgestelde waarden als C-waarde voor het totaal aan respectievelijk chloorfenolen, chloorbenzenen en chlooranilines beschouwd worden.
- voor de chloorfenolen wordt het geometrisch gemiddelde van de per groep (mono-, di-, tri- en tetrachloorfenolen) voorgestelde waarden, 35 mg/kg, en het geometrisch gemiddelde van de in 3.1 omgerekende waarden, 9 mg/kg, bepaald. Het valt op dat de omgerekende waarde lager is. Een vergelijkbaar beeld doet zich voor bij de chlooranilines. Hierbij is het geometrisch gemiddelde van de voorgestelde waarden 25 mg/kg en dat van de omgerekende waarden (in 3.3) 3.5 mg/kg.

Gezien de overeenkomst tussen de resultaten voor beide groepen en het feit dat er geen reden valt aan te geven waarom de ene groep toxischer

- zou zijn dan de andere, wordt voor zowel voor de groep chloorfenolen als voor de groep chlooranilinen een waarde van 10 mg/kg voorgesteld.
- de voorgestelde waarde voor pentachloorfenol is vrij betrouwbaar. Er geen reden deze te veranderen aangezien de omgerekende waarden uit 3.1 en 3.3 in dezelfde orde van grootte blijken te liggen.
 - voor chloorbenzenen wordt voorgesteld uit te gaan van het geometrisch gemiddelde van de voorgestelde waarden; dit is 30 mg/kg. De voorgestelde waarde voor hexachloorbenzeen vormt een uitschieter naar boven. De log Kow van hexachloorbenzeen is echter groter dan 5, waardoor onderschatting van de toxiciteit kan plaatsvinden. De hoge waarde is daarom niet meegewogen.

Opgemerkt moet worden dat de hierboven voorgestelde aanpak om voor vrij grote groepen stoffen een waarde vast te stellen voortkomt uit het gebrek aan gegevens per stof. Hierdoor kan een gecombineerde waarde met redelijke betrouwbaarheid vastgelegd worden, terwijl dit voor individuele stoffen niet mogelijk is. Deze werkwijze moet dan ook meer als een pragmatische, dan als een wetenschappelijke aanpak beschouwd worden.

Er mag niet vergeten worden dat er aanzienlijke verschillen in werkingsmechanismen en in fysisch-chemische eigenschappen tussen de diverse stoffen kunnen bestaan. Hoewel op dit moment voor ecotoxicologische risico's een gecombineerde waarde het meest redelijk lijkt, dient bij het beschikbaar komen van nieuwe gegevens bezien te worden of enige differentiatie per stof of groep van stoffen wenselijk en mogelijk is.

Bestrijdingsmiddelen

Voor atrazin en de organofosfaten azinfos-methyl en (in mindere mate) parathion-ethyl en diazinon geldt dat de omgerekende waarden duidelijk lager uitvallen dan de voorgestelde waarden. De volgende aanpassing wordt voorgesteld:

- atrazin: de aquatische waarde is gebaseerd op laagste NOEC's in plaats van op gemiddelde NOEC's per groep verwante organismen. Aangenomen wordt dat dit een verschil van een factor 3 betekent (vergelijkbaar met de situatie voor enkele metalen): 0.15 mg/kg wordt dus 0.45 mg/kg. De voorgestelde HC50 wordt het geometrisch gemiddelde van 0.45 en 90: 6.4 afgerond 6 mg/kg. De reden dat het gemiddelde wordt genomen komt voort uit het uitgangspunt dat bij bepaling van het HC50-niveau target organismen op gelijke wijze meegewogen worden als niet-target organismen.

De bodemecotoxicologische gegevens hebben betrekking op niet-target organismen en tonen aan dat deze relatief ongevoelig zijn. De aquatische waarde is voor een belangrijk deel gebaseerd op hoge gevoeligheid van enkele algen, die voor een herbicide als atrazin target organismen zijn. Bovendien kent de op aquatische gegevens gebaseerde waarde een extra onzekerheid aangezien een extra omrekeningsstap met een partitie-coëfficiënt plaatsvindt.

- niet-gechloreerde organofosfaten: er zijn in 3.1 omgerekende waarden berekend voor vier stoffen (azinfos-methyl, diazinon, malathion en parathion-ethyl) die op een aanzienlijke hoeveelheid gegevens gebaseerd zijn en dus redelijk betrouwbaar zijn. Voor de overige organofosfaten is dit niet het geval. Derhalve wordt voorgesteld hiervoor een gezamenlijke waarde vast te stellen. Deze waarde wordt als volgt bepaald: het geometrisch gemiddelde van de omgerekende gegevens voor de vier stoffen is 1.12 mg/kg. Aangenomen wordt dit gemiddelde een redelijk beeld geeft van de toxiciteit van organofosfaten in het algemeen. Het geometrisch gemiddelde van deze waarde en de op bodemgegevens gebaseerde waarde is 2.12 mg/kg. Als HC50 voor organofosfaten (niet-gechloreerd) wordt 2 mg/kg voorgesteld. Dit blijkt redelijk overeen te komen met de toxiciteit van parathion-ethyl, diazinon en (in iets mindere mate) malathion. Azinfos-methyl blijkt duidelijk toxischer. Daarom wordt hiervoor een afzonderlijke voorgesteld: 0.05 mg/kg (gebaseerd op de omgerekende waarde aangezien deze op de meeste gegevens gebaseerd is).

De op basis van aquatische toxiciteitsgegevens berekende waarde voor hooggechloreerde bestrijdingsmiddelen in 3.3 en de waarde voor dieldrin in 3.1 zijn hoger dan de voorgestelde waarde. Het verschil is echter niet groot. Bovendien geldt voor deze groep van stoffen dat blootstelling via het voedsel een belangrijke rol kan spelen, waardoor bioaccumulatie een probleem kan gaan vormen. Aangezien dit ook bij de omgerekende waarden niet is meegewogen, wordt het niet verantwoord geacht de voorgestelde waarde te verhogen.

Voor DDT berust de omgerekende waarde op veel meer gegevens dan de voorgestelde waarde, maar kent een extra onzekerheid door de omrekening en door de vrij hoge log Kow (bioaccumulatie). Hoewel bioaccumulatie niet expliciet is meegewogen, wordt op grond van het zeer grote aantal gegevens besloten als definitief voorstel het geometrisch gemiddelde van beide te nemen: 4

mg/kg. Voor DDD komt de omgerekende waarde overeen met de waarde voor DDT. Voor DDE is geen waarde bepaald.

Voorgesteld wordt om voor DDD en DDE dezelfde waarde als voor DDT te hanteren.

Ftalaten

De omgerekende waarde voor een individuele verbinding uit de groep ftalaten komt iets hoger uit dan de voorgestelde waarde (resp. 70 en 50 mg/kg). De omgerekende waarde berust op meer gegevens, maar kent door de extra stap van de omrekening ook een extra onzekerheid. Het definitieve voorstel wordt derhalve een combinatie van beide: 60 mg/kg.

De omgerekende waarden lopen voor sommige individuele verbindingen aanzienlijk uiteen. Omdat enerzijds de beschouwde verbindingen een willekeurige selectie vormen en anderzijds het aantal beschikbare gegevens beperkt was, wordt de voorkeur gegeven aan een groepswaarde boven individuele waarden.

Individuele versus groepswaarden

Voor groepen stoffen die qua werkingsmechanisme en toxiciteit redelijk vergelijkbaar zijn, zijn waarden voor een individuele verbinding uit een groep voorgesteld. In sommige gevallen zullen er wel toxiciteitsverschillen bestaan, maar zijn de gegevens te beperkt om een betrouwbare weergave hiervan mogelijk te maken. Indien meer gegevens beschikbaar komen, dient bekeken te worden of verdere differentiatie naar meer op individuele verbindingen gerichte waarden mogelijk is.

Het is bekend dat effecten van verwante stoffen, waarvan het werkingsmechanisme vergelijkbaar is, in het algemeen additief optelbaar zijn. Het is daarom redelijk een voor een individuele verbinding uit een groep voorgestelde waarde te laten gelden voor de totale groep (d.w.z. de som van de concentraties van de individuele verbindingen uit de groep). Hierbij dient benadrukt te worden dat de hier gehanteerde, simplistische wijze van omgaan met additiviteit voortkomt uit gebrek aan gegevens. Zodra hierin verbetering optreedt, kunnen meer geavanceerde methodieken gebruikt worden.

Ontbreken zoutwatergegevens

Een randvoorwaarde bij de vergelijking van voorgestelde waarden met aquatische toxiciteitsgegevens was dat in principe van reeds geselecteerde gegevens werd uitgegaan. Er zijn geen gegevens voor zoutwaterorganismen

meegewogen, aangezien hiervoor geen goede dataset beschikbaar was. Momenteel wordt hieraan wel gewerkt in het kader van het project 'Bijzondere Milieukwaliteit Noordzee/Waddenzee'. De eerste voorlopige resultaten van dit project duiden erop dat er geen verschillen in gevoeligheid voor toxische stoffen tussen zoet- en zoutwaterorganismen bestaan.

Uitgangspunt bij de herziening van de C-(toetsings)waarden uit de Leidraad Bodembescherming is dat de nieuwe waarden gelden voor alle bodems. Dit uitgangspunt past in het beleid te streven naar integraal op elkaar afgestemde milieunormen. Hiermee wordt voorkomen dat transport van verontreinigende stoffen van het ene naar het andere compartiment tot normoverschrijding leidt en wordt ook de uitwisselbaarheid van bodems gewaarborgd. Op basis van de voorlopige resultaten ten aanzien van gegevens voor zoutwaterorganismen lijkt dit uitgangspunt ook toxicologisch verdedigbaar te zijn.

Dat voor alle bodems dezelfde waarden gehanteerd worden, betekent niet dat de bodems ook qua bodemkarakteristieken altijd overeenkomen of dat zich in praktijksituaties altijd bij dezelfde concentraties aan toxische stoffen problemen voor zullen doen. De invloed van lokale omstandigheden is een onderdeel van de bepaling van de actuele risico's van een geval van bodemverontreiniging. De actuele risico's geven een beeld van de urgentie van een saneringsgeval. Voor sommige stoffen (bijvoorbeeld metalen) zal waarschijnlijk een structureel verschil tussen de hoogte van de actuele risico's tussen land- en waterbodems bestaan.

5. LITERATUUR

- Apeldoorn, M.E. van, J.H. Canton & A.G.A.C. Knaap (1987) Risico voor het aquatisch milieu en voor de mens t.g.v. ftalaatverontreinigingen rond Scado-terreinen te Schoonebeek. RIVM-rapportnr. 748704006.
- BKH (1988) Aquatox - inventory of environmental data for 455 substances. In opdracht van Rijkswaterstaat/RIZA Lelystad.
- Denneman, C.A.J. & C.A.M. van Gestel (1990) Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings) waarden op basis van ecotoxicologische risico's. RIVM-rapport 725201001.
- Giesy, J.P. & R.A. Hoke (1990) Freshwater sediment quality criteria: toxicity bioassessment. p. 265-348 In: Baudo, R., J. Giesy & H. Muntau (eds.) Sediments: chemistry and toxicity of in-place pollutants. Lewis Publishers, Inc. Ann Arbor.
- Hormann, M.P., R. Luttik & J.H. Canton (1989) Literatuurevaluatie ter onderbouwing van geselecteerde stoffen in het kader van de 3e Nota Waterhuishouding. RIVM rapport, opdrachtbrief nr. SR/0408255.
- Landrum, P.F. & J.A. Robbins (1990) Bioavailability: how sediment-associated contaminants are accumulated by benthos or is interstitial water the answer. p. 237-263 In: Baudo, R., J. Giesy & H. Muntau (eds.) Sediments: chemistry and toxicity of in-place pollutants. Lewis Publishers, Inc. Ann Arbor.
- Leeuwen, C.J. van, P.T.J. van der Zandt, T. Aldenberg, H.J.M. Verhaar & J.L.M. Hermens (1991) Application of QSAR's, extrapolation and equilibrium partitioning in aquatic effects assessment. I. Narcotic industrial pollutants. Environ. Toxicol. Chem. (in press).
- Meent, D. van de, T. Aldenberg, J.H. Canton, C.A.M. van Gestel & W. Slooff (1990) Streven naar waarden. Achtergrondstudie ten behoeve van de nota "Milieukwaliteitsnormering water en bodem". RIVM-rapportnr. 670101001.
- Meijden, A.M. van der & A.P.T. Driessen (1986) Betekenis van het sorptie-evenwicht voor de verdeling van organische (micro)verontreinigingen. Bodembescherming 54. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- Shea, D. (1988) Developing national sediment quality criteria. Equilibrium partitioning as a means of evaluating sediment quality. Environ. Sci. Technol. 22, 1256-1261.
- Straalen, N.M. van & C.A.J. Denneman (1989) Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. Ecotox. Environ. Safety 18, 241-251.

TCB (1989) Rapport normering van waterbodems. Technische Commissie Bodembescherming rapportnr. A89/06-R.

Verhaar, H.J.M., J.L.M. Hermens, P.T.J. van der Zandt & C.J. van Leeuwen (1990) Schatting van de Hazardous Concentration 5% (HC5) op ecosysteem niveau, voor verbindingen met een aspecifieke anesthetische werking. Projectnr. 361275. Sectie Milieutoxicologie, Research Instituut Toxicologie, Rijksuniversiteit Utrecht.

Verschuieren, K. (1983) Handbook of environmental data on organic chemicals. Second edition. Van Nostrand Reinhold